Die Unterwasserwelten der österreichischen Seen – tiefere Einblicke durch moderne Hydroakustik und Sensortechnik und wie sie helfen, den ökologischen Zustand dieser Ökosysteme zu bewerten

Josef WANZENBÖCK, Hubert GASSNER & Sabine WANZENBÖCK

Abstract: **The underwater realm of Austrian lakes – deeper insights provided by modern hydroacoustics and sensors helping to assess the ecological status of such ecosystems**. A brief history of the development of Austrian pre-alpine lakes is given focusing on eutrophication history and recent re-oligotrophication related to ecosystem services provided to tourism and fisheries. Monitoring methods developed from primarily lab-based chemical analysis to increasingly sensor-based measurements of water quality parameters. The implementation of the European Water Framework Directive (WFD) changed the approach of assessing ecosystem health from chemical water quality towards an integrative scheme including the communities of various groups of organisms. This approach is exemplified for fish starting with the reconstruction of native fish communities in Austrian lakes, lake classification according to fish assemblage types and ending with historical reference states as basis for assessing the fish-ecological status of lakes according to the WFD. Presently employed methods for fish assemblage monitoring are described with emphasis on scientific hydroacoustic investigations during the last 3 decades in Austria. The basic concepts of scientific echosounding are introduced allowing quantitative estimates of open water fish stocks and their size structure. This leads to fundamental datasets relevant for the assessment ecosystem health and for scientific based, management of sustainable fisheries.

Key words: eutrophication history, tourism, fisheries, monitoring, water quality, ecosystem health, fish assemblage, lake types, echosounding.

Hintergrund

Die österreichischen Seen, insbesonders die Voralpenseen, stellen ganz besondere Landschaftselemente dar – mit enorm hoher Anziehungskraft für die Menschen, sowohl aus dem näheren und z.T. auch sehr weitem Umfeld. Die Tourismuszahlen im Salzkammergut und in Kärnten belegen dies eindrücklich. Die meisten Besucher lernen diese Ökosysteme (Abb. 1) im wahrsten Sinne des Wortes nur „oberflächlich" kennen, da die Badeaktivitäten, Bootsfahrten, Angelerlebnisse und andere Freizeitvergnügen eben größtenteils auf die Wasseroberfläche bzw. die obersten Wasserschichten beschränkt sind. Aber die größten Teile dieser Ökosysteme, zumindest wenn die Volumsanteile betrachtet werden, liegen deutlich unter der Wasseroberfläche und sind für die meisten Menschen kaum zugänglich und erlebbar. Eine Ausnahme stellen die Taucher dar (Abb. 2) – sie können die Unterwasserwelten unserer Seen direkt erfahren und erleben, sind aber oft durch





Abb. 1: Segelregatta am Mondsee (**1a**) und Badegewässer Mondsee (**1b**), Fotos: S.K. Wanzenböck.

Denisia **33**,
zugleich Kataloge des oberösterreichischen Landesmuseums
Neue Serie **163** (2014):
135-146

Abb. 2: Taucher mit Seesaibling, Foto: G. Kapfer.

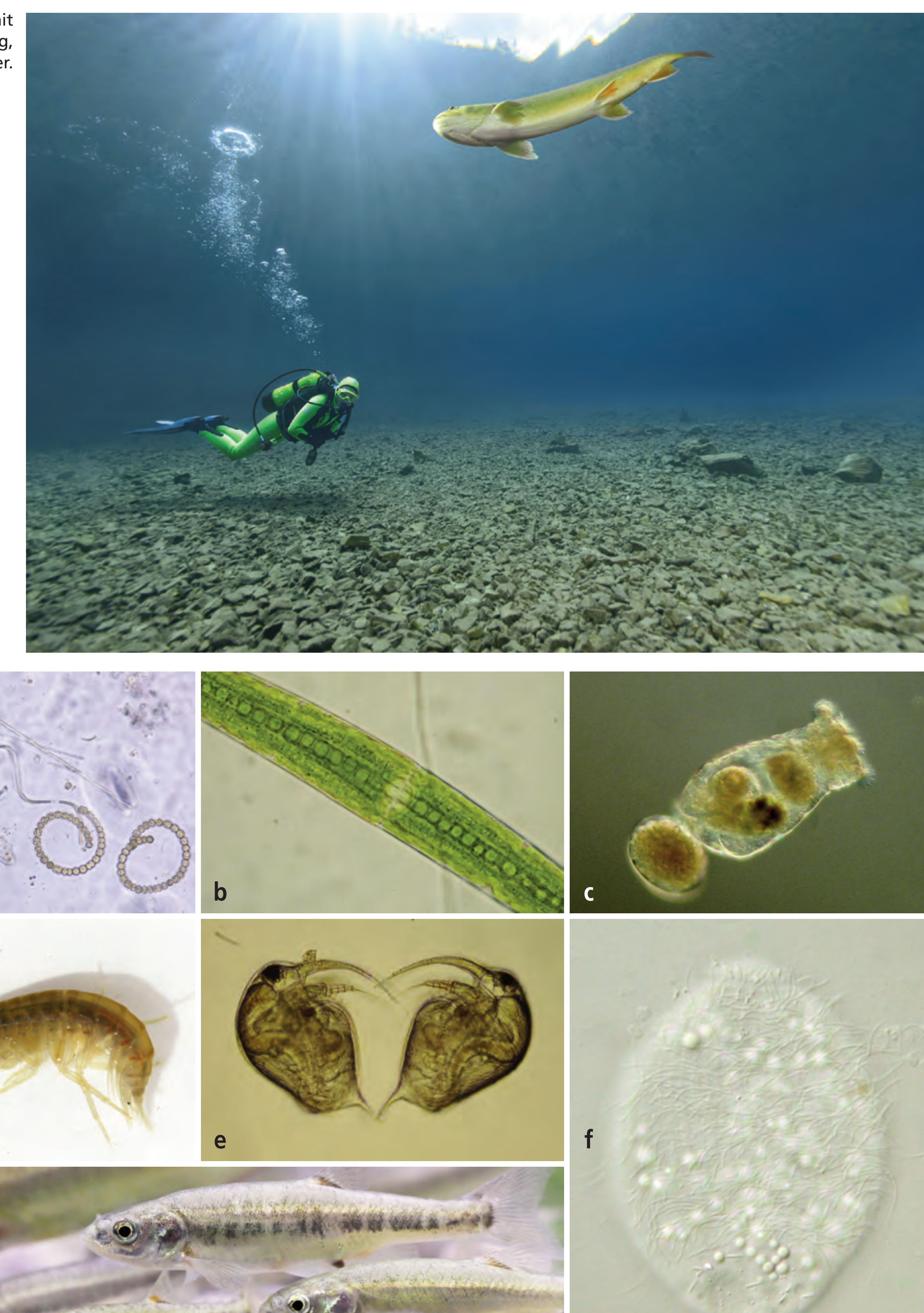


Abb. 3 (=Tafel 2): Vertreter von häufigen Organismengruppen in Gewässern: Zieralgen (**3a**), Grünalge (**3b**), Rädertier (**3c**), Bachflohkrebs (**3d**), Kleinkrebse (**3e**), Wimpertierchen (**3f**) und Elritze (**3g**), Fotos: G. Winkler a,b,e, C.-P. Stelzer, c, S.K. Wanzenböck, d, g, B. Sonntag, f.

Wassertrübe und Tauchtechnik eingeschränkt bzw. meist auf ufernahe, und relativ seichte Teile der Wasserkörper fokussiert. Aber wie gewinnen Personen die sich beruflich mit diesen Gewässern beschäftigen ihre Kenntnisse und wie machen sie ihre Beobachtungen?

Eine solche Personengruppe bilden die Forscher. Das spezielle Fachgebiet wird Limnologie genannt (vom griechischen Limnos = Quelle) und ist als „Ökologie der Binnengewässer" beschrieben. Limnologen sind daher Ökologen, meist Biologen, die die Lebewelt der Flüsse und Seen untersuchen und die Wirkmechanismen ergründen welche die Häufigkeit, Dichte und Verteilungsmuster der Organismen bestimmen. Die betrachteten Organismen umfassen alle Gruppen – von Viren, Bakterien und Pilzen, über Cyanobakterien (Blaualgen), Einzellern (z.B. einzellige Algen, Wimper- und Geißeltierchen), höhere Wasserpflanzen, Zooplankton (z.B. Rädertiere, Kleinkrebse) und Bodenlebewesen (Benthos) bis hin zu den Krebsen und Fischen (Abb. 3). Bei den untersuchten Mechanismen spielen natürlich auch Faktoren des Wasserchemismus, der Geologie, Geographie, Meteorologie und Hydrologie (Stichwort: Klimawandel) eine große Rolle und diese Fachrichtungen, bzw. Experten dieser Fachrichtungen, werden in die Forschungsaktivitäten eingebunden. Limnologen konzentrieren sich häufig auf die grundlegenden Faktoren die das Vorkommen, die Häufigkeit und Verteilung bestimmter Organismen oder Organismengemeinschaften (Biodiversität) bestimmen und untersuchen dies vorwiegend in einem universitären und internationalen Umfeld. Als Beispiel kann das Forschungsinstitut für Limnologie Mondsee (Abb. 4), eine Einrichtung der Universität Innsbruck, genannt werden. Dieses Institut widmet sich vorwiegend der limnologischen Forschung in Seen und Kleingewässern der Voralpen und Alpenregion Österreichs (http://www.uibk.ac.at/limno). In anderen Instituten stehen häufig anwendungsorientierte Fragestellungen im Vordergrund – etwa: Wie können die Seen und Flüsse Österreichs effizient und laufend überwacht werden (Monitoring) und wie entwickeln sich Wasserqualität und ökologischer Zustand der Gewässer über die Jahre und Jahrzehnte? Ein solches Institut befindet sich ebenfalls am Mondsee – das Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde (Abb. 5), ein Institut des Bundesamtes für Wasserwirtschaft und somit Dienststelle des Landwirtschaftsministeriums (http://www.baw-igf.at/). Im Rahmen solcher Untersuchungen steht das Institut natürlich in sehr engem Kontakt zu den Verwaltungsbehörden auf Bundes- und Landesebene, und bildet auch das Bindeglied zur Fischereiwirtschaft, zur fischereilichen Bewirtschaftung freier Gewässer und zur Fischzucht bzw. Aquakultur.



Abb. 4: Forschungsinstitut für Limnologie, Mondsee, Foto: S. Wanzenböck..



Abb. 5: Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde, Bundesamt für Wasserwirtschaft, Foto: BAW Scharfling.

Entwicklung der Nährstoffbelastung, Seenüberwachung & Methoden

Früher beschränkte man sich weitgehend auf Bestimmungen der „Wasserqualität" mit chemisch-physikalischen Methoden, und auch heute noch bilden diese Messungen die Basis der Gewässeruntersuchung. Mit speziellen Schöpfgeräten (Abb. 6) werden Wasserproben aus verschiedenen, repräsentativen Tiefen der Wassersäule genommen. In diesen Wasserproben werden die Temperatur, der Sauerstoffgehalt, die wichtigsten Pflanzennährstoffe (besonders Phosphor als Minimumnährstoff für das pflanzliche Wachstum in Gewässern) und der Chlorophyll-a Gehalt (der grüne Farbstoff



Abb. 6: Wasserschöpfer nach Schindler-Patalas, Foto: S. Wanzenböck.

der Pflanzen der hauptsächlich die Photosynthese ermöglicht, als grobes Maß für die Algendichte) bestimmt. Aus Phosphorgehalt und Chlorophyllkonzentration wird der trophische Zustand bzw. die Trophiestufe eines Sees abgeleitet (Trophie= Intensität der organischen photoautotrophen Produktion, das entspricht weitgehend der Produktionsmenge der pflanzlichen Biomasse). Unsere Voralpenseen waren ursprünglich „oligotroph", d.h. nährstoffarm und hatten daher eine eher niedrige Produktion von Pflanzenbiomasse. Daraus resultierte eine geringe Produktivität tierischer Lebewesen und speziell auch niedrige Produktivität an Fischen. Vor allem durch ungereinigte Abwässer und dadurch erhöhte Nährstoffeinträge (v.a. Phosphor) entwickelten sich viele Seen zu mesotrophen Gewässern (Seen mittlerer Trophie durch mittelmäßige Nährstoffkonzentrationen) und schließlich zu eutrophen (nährstoffreichen) Gewässern. In eutrophen Seen kommt es wegen der hohen Nährstoffkonzentrationen oft zu Algenblüten (Abb. 7) und das Wasser wird zu einer grünen, trüben Brühe wie man es aus manchen Teichen kennt. Die teilweise absterbenden Algen und anderen Organismen werden durch Bakterien im Gewässer wieder abgebaut, wobei Sauerstoff verbraucht wird. Das geschieht meist nahe am Gewässergrund und es kann im Sommer nicht so schnell neuer Sauerstoff durch die Wassersäule zum Gewässergrund gelangen. Der Sauerstoff am Gewässergrund wird daher aufgezehrt und es entstehen Tiefenzonen mit niedrigem Sauerstoffgehalt bzw. sauerstofffreie Wasserschichten. Dort kann kaum Leben existieren, nur einige Schwefelbakterien die dann, wegen des gebildeten Schwefelwasserstoffs, einen Geruch nach faulen Eiern verursachen. Aus diesem Grund sind die Messungen der Sauerstoffkonzentrationen in den Wasserproben wichtig, da durch die Bestimmung der Mächtigkeit von sauerstoffarmen oder sauerstofffreien Tiefenzonen schon viel über den Zustand eines Sees abgeleitet werden kann.



Abb. 7: Algenblüte, Foto: S. Wanzenböck.

Fast alle Wasserparameter wurden früher im Labor mit, teils aufwendigen, chemischen Verfahren analysiert. Heute werden die Bestimmungen zunehmend durch Sondenmessungen für Temperatur, pH-Wert, elektrische Leitfähigkeit und Sauerstoffkonzentration ersetzt. Selbst über biologische Kenngrößen, wie z.B. die Dichte von Algen und/oder Blaualgen, die früher durch mikroskopische Zählungen aufwendig erhoben wurden, können heute Sondenmessungen der Fluoreszenz bestimmter Farbstoffe Aufschluss geben (Abb. 8). Nährstoffe, wie Phosphor und Stickstoff, werden aber nach wie vor hauptsächlich durch chemische Analysen im Labor bestimmt.

In meso- und eutrophen Seen ist die Produktion von Pflanzenbiomasse, meist in Form einzelliger Algen, gegenüber oligotrophen Seen erhöht und darauf aufbauend auch die fischereiliche Produktivität erhöht. Damit können die Fischer in nährstoffreicheren Seen tendenziell auch höhere Fischereierträge erzielen. Mit zunehmendem Trophiegrad findet allerdings eine Verschiebung der Fischartengemeinschaft statt: Die begehrten „Edelfische" wie Saiblinge, Reinanken und Forellen (Salmoniden) können nur in nährstoffarmen Seen langfristig existieren. Sie legen ihre Eier auf möglichst sauberen, schottrigen und sandigen Abschnitten des Gewässerbodens und ihre Eier benötigen viel Sauerstoff zur Entwicklung. Bei zunehmender Eutrophierung der Seen nimmt die Verschlammung des Gewässerbodens durch den verstärkten „Regen" abgestorbener Organis-

men zu, gegenläufig nimmt der Sauerstoffgehalt ab, und die Eier der Salmoniden und Reinanken (Coregonen) sterben ab. Starke Rückgänge in den Beständen dieser Fische sind mit zunehmenden Trophiegrad der Seen zu beobachten z.B. ist der Seesaibling am Mondsee in den 70er Jahren des letzten Jahrhunderts beinahe völlig verschwunden. Dort wo diese Fische künstlich besetzt wurden zeigten sie durch die hohe Nahrungsverfügbarkeit natürlich auch hohes, individuelles Wachstum und es konnten gute Fänge erzielt werden. Die erhöhte Fischproduktion in eutrophen Seen wird meist durch die Zunahme wenig geschätzter, karpfenartiger Fische wie Rotaugen, Brachsen, Lauben und anderer (zusammen oft als „Weißfische" bezeichnet) verursacht. Die karpfenartigen Fische können ihre klebrigen Eier an höhere Wasserpflanzen heften und diese haben somit über dem Gewässergrund gute Entwicklungsmöglichkeiten.

Da in nährstoffbelasteten Seen erhöhte Trübungen vorherrschen leidet die Tourismuswirtschaft, da mit klarem, sauberem Wasser in den Seen um Gäste geworben wird. Österreich hat als Tourismusland eine Vorreiterrolle innerhalb Europas in der Gewässerreinhaltung übernommen. Schon in der 2. Hälfte des 20. Jh. wurde viel in die Errichtung von Kläranlagen investiert. Es wurden Ringkanalisationen um die Seen gebaut, Phosphat in den Waschmitteln verboten und Phosphatfällungen in den Kläranlagen installiert. Dadurch konnte die Nährstoffbelastung der heimischen Seen weitgehend reduziert werden und viele Gewässer auf die ursprüngliche, oligotrophe Stufe zurückgeführt werden. Die Folge sind wieder klare, saubere Seen mit hoher Attraktivität für den Tourismus. Gleichzeitig sind natürlich die Fischereierträge zurückgegangen. In erster Linie traf dieser Rückgang die weniger geschätzten Weißfischarten, aber auch die Erträge von Edelfischen wie Reinanken gingen durch vermindertes, individuelles Wachstum zurück (z.B. deutlich am Bodensee). Dafür ist der Anteil an Seesaiblingen, wie z.B. am Mondsee, wieder deutlich gestiegen. Auf die geringeren Fischereierträge und verringertes Wachstum muss natürlich mit einer Anpassung der Bewirtschaftungsmaßnahmen (Brittelmaße, Schonmaße, Ausfangbeschränkungen, Maschenweiten etc.) reagiert werden. Wissenschaftliche Echolote stellen ein wichtiges Instrument zur Charakterisierung der Fischbestände nach Dichte, Verteilung und Größenaufbau dar und sind für die Datenerhebung und Analyse von Fischbeständen enorm wichtig. Damit können wissenschaftlich fundierte Empfehlungen zu erfolgreichen Bewirtschaftungsmaßnamen erarbeitet werden. Wie diese Echolote arbeiten und wie sie eingesetzt werden soll weiter unten noch eingehender dargelegt werden.



Abb. 8: Multisonde zur in situ – Messung mehrerer chemisch-physikalischer und biologischer Kenngrößen, Foto: S.K. Wanzenböck.

Veränderungen durch die Europäische Wasserrahmenrichtlinie

Wurden früher die Wasserqualität und der Zustand der Seen hauptsächlich aus chemisch-physikalischen Messungen von Wasserproben (teilweise auch Schlammproben) bestimmt, hat sich das Bild seit Veröffentlichung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie im Jahr 2000 stark verändert. Der Grundgedanke ist, dass für einen guten ökologischen Zustand der Gewässerökosysteme mehr benötigt wird als chemisch sauberes und nährstoffarmes Wasser. In Fließgewässern sind natürliche Strukturen, wie etwa flache Sand- und Schotterbänke mit Flachwasserzonen notwendig, damit sich die Jungfische vor Fressfeinden zurückziehen können. Tiefe Stellen (Gumpen) bieten Standorte für größere Fische und möglichst natürliche Strukturen, wie Totholz, dienen den Fischen als Unterstand und fungieren als Schutz vor fischfressenden Vögeln. In Seen werden natürliche Uferstrukturen wie flache Schotterufer oder Schilfbestände benötigt um sämtlichen Lebensstadien aller natürlich vorkommender Arten Lebensraum zu bieten. In hart verbauten, strukturlosen Gewässern die durch Ufermauern geprägt sind können, trotz chemisch einwandfreiem Wasser, viele Lebewesen und viele Fischarten nicht existieren. Der gute ökologische Zustand wird im Sinne der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie durch die möglichst naturnahe Ausprägung der Artengemeinschaften in den Gewässern definiert. Je stärker die Abweichung vom naturnahen Zustand ist desto schlechter wird der ökologische Zustand bewertet. Ganz entscheidend ist natürlich die

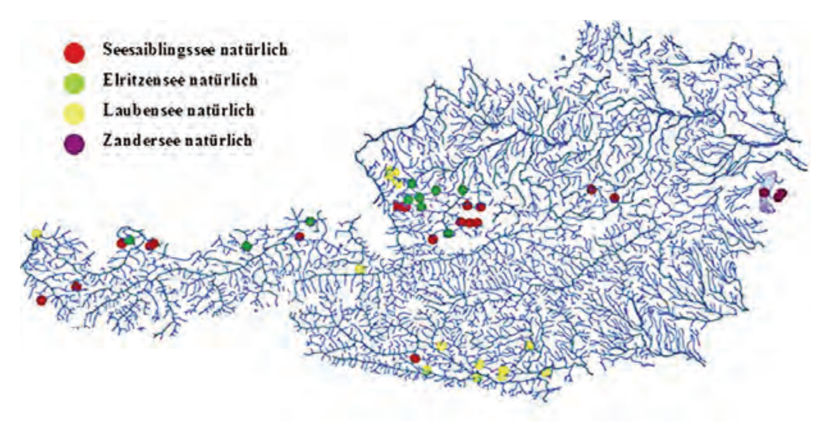


Abb. 9: Lage der untersuchten Seen in Österreich mit fischökologischer Typenbezeichnung.

Festlegung eines naturnahen Zustandes – des sogenannten Leitbildes. Damit soll ein möglichst naturnaher Zustand eines Gewässers bzw. eines Sees beschrieben werden, und im speziellen auch die naturnahe Artenzusammensetzung und der naturnahe Populationsaufbau (etwa nach Alter oder Größenzusammensetzung) festgelegt werden. Das Leitbild beschreibt ausdrücklich nicht den völlig natürlichen Zustand da vom Menschen völlig unbeeinflusste Ökosysteme in Europa schon lange nicht mehr existieren. Vielmehr richtet sich das Leitbild oft nach einem naturnahen Zustand aus der vorindustriellen Periode, etwa im beginnenden 19. Jahrhundert. Falls noch Gewässer des gleichen Typs existieren die in einem solchen naturnahen Zustand sind, können diese als Leitbild fungieren, ansonsten muss versucht werden ein historisches Leitbild zu rekonstruieren.

Seentypisierung nach Fischarten und Leitbildentwicklung

Für die Fischgemeinschaften der österreichischen Seen wurde von GASSNER et al. (2005) versucht eine Typologie der Seen anhand von ursprünglich vorkommenden Fischarten zu entwickeln. Die zentrale Frage lautete wie viele Seentypen (Gruppen mit ähnlichen Eigenschaften) überhaupt existieren und sinnvoll unterschieden werden können. Seentypen wurden traditionell meist nach trophischen Zustand (oligotroph, mesotroph, eutroph), oder der zeitlichen Dynamik der Mischung von Wasserschichten (amiktisch, oligomikisch, monomiktisch, dimikisch) bzw. ob überhaupt die ganze Wassersäule durchmischt wird (holomiktisch, meromiktisch) eingeteilt (DOKULIL et al. 2001). Daneben existieren aber auch noch Typologien nach charakteristischen Organismengemeinschaften, etwa von Bodenlebewesen, besonders den Zuckmückenlarven (Chironomiden), oder nach den Fischgemeinschaften. Bei den Fischgemeinschaften sind die Zonen in Fließgewässern (=Typen von Fließgewässerabschnitten) weit geläufiger: Bachforellenregion in den Abschnitten der Quell- und Bergbachregion, Äschenregion in den ruhigeren Bach- und Flussregionen, Barbenregion in den Abschnitten sommerwarmer Fließgewässerzonen und Brachsen- bzw. Kaulbarschregion in den untersten Fließgewässerzonen vor den Mündungsbereichen. Die Fischregionen werden nach dominierenden Fischarten benannt, diese werden oft als Leitarten bezeichnet, daneben finden sich natürlich noch Begleitarten die aber weniger dominierend oder weniger charakteristisch für den Gewässertyp oder den Abschnittstyp sind. In den Seen wurden auch schon Einteilungen nach dominierenden Fischarten vorgeschlagen (meist nach BAUCH 1963). Diese beziehen sich jedoch meist nur auf die wirtschaftlich wichtigen Arten, also jene die in der Fischerei von Bedeutung sind. Große ökologische Relevanz haben aber oft wirtschaftlich unbedeutende Fischarten und somit war es unumgänglich eine neuartige Typologie der Seen nach neutralen und fischökologisch vertretbaren Gesichtspunkten zu versuchen.

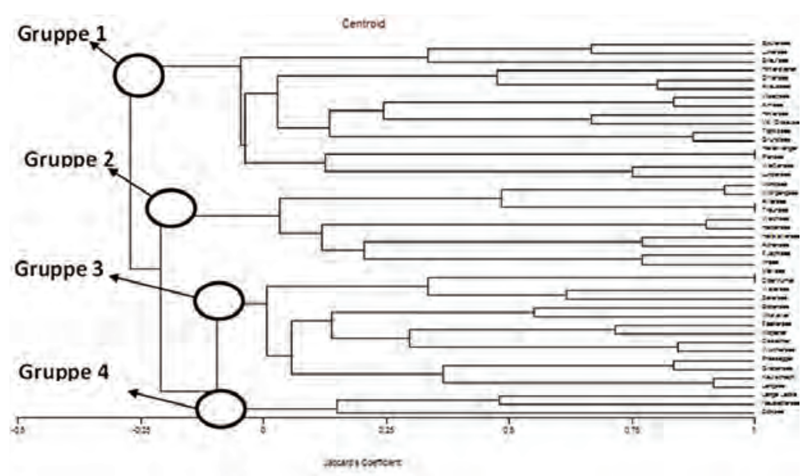


Abb. 10: Dendrogramm der Clusteranalyse zur Gruppierung von Seen nach der Fischartengemeinschaft.

Von 43 natürlichen österreichischen Seen >50 ha Seefläche wurden diverse Informationen zusammengetragen die als Datenbasis für die weiteren Auswertungen fungierten. Die Seen reichten von Flachlandseen in Ostösterreich über Voralpenseen nördlich und südlich des Alpenhauptkamms bis zu Hochgebirgsseen (Abb. 9). Der trophische Zustand dieser Seen zum Zeitpunkt der Untersuchung spannte sich von oligotroph (28 Seen, 65,1%), oligo-mesotroph (7 Seen, 16,3%), mesotroph (7 Seen, 16,3%) bis eutroph (1 See, 2,3%). Alle Seen waren durch Freizeitaktivitäten, Angel- und Netzfischerei mehr oder weniger beeinflusst.

Die ursprünglich vorkommenden Fischarten wurden nach einer hierarchischen Vorgangsweise rekonstruiert. Historische Dokumente, Belegexemplare in Museen, ausgefüllte, spezifische Fragebögen von Fischereiberechtigten und Bewirtschaftern wurden herangezogen und





Abb. 11 (=Tafel 3): Seesaibling (**11a**), Elritze (**11b**), Laube (**11c**) und Zander (**11d**), die Leitfischarten der vier Seentypen, Fotos: BAW Scharfling a, c, d, S.K. Wanzenböck b.

falls zu wenige Informationen über einzelne Arten vorlagen, stützte sich die Rekonstruktion auf Expertenmeinungen. Letzteres wurde nur zur Entscheidung über das Vorkommen einzelner Arten in 12 Seen verwendet und betraf nur eine Fischart (in 9 Seen), zwei Fischarten (in 2 Seen) und drei Fischarten (in einem See). Alle historischen Angaben wurden auf synonyme Namen geprüft und, falls erforderlich, in die heute gültige Nomenklatur übertragen. Für jeden See wurde so eine vorläufige Liste ursprünglich vorkommender Fischarten erstellt. Diese vorläufigen Listen wurden nochmals überarbeitet: Typische Fließgewässerarten und eingebürgerte oder standortfremde Arten wurden ausgeschlossen. Die resultierenden Listen bezüglich An- bzw. Abwesenheit der Fischarten in den einzelnen Seen stellten den Zustand zwischen etwa 1850-1900 dar, bevor starke menschliche Eingriffe erfolgten, und wurde als naturnahe angesehen. Für weiter führende Beschreibungen der Rekonstruktionen siehe ZICK et al. (2004, 2006).

Auf Basis der rekonstruierten Fischartenlisten wurden die Seen in Gruppen eingeteilt. Mit Hilfe multivariater Statistik wurde eine Clusteranalyse durchgeführt deren Ergebnis ein Dendrogramm ist. Dort werden Seen mit ähnlichen Fischgemeinschaften nahe zusammengestellt und Seen mit divergierenden Artengemeinschaften weit auseinander gestellt (Abb. 10). Die Distanzen zwischen den Gruppenzentren im multidimensionalen Raum (jede Fischart wird durch eine Achse repräsentiert) werden durch den Jaccard-Koeffizient angegeben der auf der x-Achse repräsentiert ist (GASSNER et al. 2005). Danach lassen sich vier große Gruppen von Seen unterscheiden die in sich ähnliche Fischgemeinschaften besitzen, deren Artengemeinschaften aber zwischen den Gruppen deutlich unterschiedlich, und somit differenzierbar, sind.

Nach diesem Schritt wurde versucht die für jede Gruppe möglichst charakteristische Fischart, die Leitart, zu finden. Das sind die Arten die am meisten zur Aufteilung in der Clusteranalyse beitragen und sie können einerseits durch statistische Verfahren ermittelt werden, etwa mit dem Computerprogramm SIMPER (siehe GASSNER et al. 2005). Daneben wurde auch noch versucht über die Vergabe einer Indexzahl die Leit- bzw. Begleitarten zu definieren. Dies geht von der Überlegung aus, dass die ideale Leitart in allen Seen einer Gruppe vorkommt (d.h. Vorkommenswahrscheinlich-

	p.	Seesaiblingsee	Elritzensee	Laubensee	Zandersee
Leitfisch	= 1,00	Seesaibling	Elritze	Laube	Zander
Typspezifische Fischarten	> 0,80	Koppe Elritze Seeforelle	Koppe Seesaibling Seeforelle Brachse Aitel Flussbarsch Rotauge Hecht	Wels Rotfeder Brachse Schleie Aitel Flussbarsch Rotauge Hecht	Karpfen Schleie Hecht
Begleitfische	0,40-0,79	keine	Perlfisch Rußnase Seelaube Renken Aalrutte Schleie	Güster Bitterling Renken Aalrutte Seeforelle	Schlammpeitzger Kaulbarsch Karausche Rotfeder Brachse Flussbarsch Rotauge

Tabelle 1: Leitfischarten, typspezifische Arten und Begleitfischarten der vier Seentypen.

keit=1) und möglichst in keiner anderen Gruppe von Seen (d.h. Range=1, wobei der Range als Anzahl von Seegruppen definiert ist in der die Arte gefunden wird, in unserem Fall maximal 4). Daraus ergeben sich Leitarten und auch typspezifische Fischarten (Tabelle 1). Aus den Leitarten (Abb. 11) werden die Bezeichnungen für die fischökologischen Seentypen abgeleitet: Es können Seesaiblingsseen, Elritzenseen, Laubenseen und Zanderseen unterschieden werden.

Zustandsüberwachung der Fischbestände

Damit wird für jeden See ein Leitbild, also ein naturnaher Zustand der Fischgemeinschaft, verfügbar. Jetzt kann durch eine Reihe von standardisierten Fangmethoden überprüft werden welche Arten in einem See vorkommen. Gemäß dem Leitfaden zur Erhebung der biologischen Qualitätselemente, Teil B1-Fische (http://wisa.lebensministerium.at/article/articleview/74897/1/27032/) werden dafür Elektrofischerei im Uferbereich (EN 14011), Kiemennetzbefischung im Freiwasser und am Gewässerboden und Hydroakustik eingesetzt.

Die Elektrofischerei zielt darauf ab Fischarten des Uferbereiches, Fischarten die sich mit Kiemennetzen schwer fangen lassen (Aal, Kleinfischarten, etc.) und die Reproduktion von Fischarten über Jungfischvorkommen nachzuweisen. Die Auswahl der Stellen erfolgt nach Habitatausprägungen, wobei möglichst unterschiedliche Habitate befischt werden sollen. Die Anzahl der Stellen steigt mit der Größe eines Sees, wobei in Seen mit einer Fläche > 4 km² pro km² Seefläche eine Uferstelle befischt und bei kleineren Seen zumindest 4 Uferstellen befischt werden. Die Befischung selbst erfolgt parallel zum Ufer vom Boot aus, so dass der Bereich bis etwa 1,5 m Wassertiefe für den Polführer und die Kescherführer gut einsehbar und erreichbar ist. Vom langsam fahrenden Boot aus wird die Anode in das Wasser eingetaucht und alle durch den Strom betäubten Fische möglichst rasch gekeschert und in ein mit Sauerstoff versorgtes Hältergefäß eingebracht. Die Befischung erfolgt an jeder Stelle über einen Zeitraum von 15 min. Die Länge der Strecke wird zusätzlich noch mittels GPS dokumentiert und die Stelle fotografiert. Nach dem Fang werden die Fische vermessen (Länge, Gewicht), gezählt und ihre Artzugehörigkeit determiniert. Einige wenige Belegexemplare, sowie Fischlarven und 0+ Fische werden zur Artbestimmung mit Alkohol oder Formol fixiert. Die übrigen gefangenen Fische werden wieder schonend freigelassen. Die gewonnen Daten werden elektronisch oder per Hand in ein Datenblatt eingetragen.

Die Kiemennetzbefischung am Gewässerboden zielt darauf ab Fischarten, deren bevorzugter Lebensraum am Gewässerboden ist, sowie die Reproduktion von typspezifischen Fischarten nachzuweisen und relative Häufigkeiten abzuschätzen. Diese Netzbefischungsmethode basiert auf der geschichteten Zufallsprobenahme in verschiedenen Tiefenbereichen. Der Fangaufwand (gemessen in Netznächten) ist abhängig von der Größe und Tiefe eines Sees. Die Grundnetze werden über den ganzen See verteilt und über Nacht gesetzt, d.h. am nächsten Morgen kontrolliert. Die verwendeten Grundnetze haben eine Länge von 30 m und eine Höhe von 1,5 m. Die Netze bestehen aus gestaffelten Netzblättern unterschiedlicher Maschenweiten von 6,25 bis 55 mm. Die Kiemennetzbefischungen im Freiwasser zielen darauf ab Artnachweise und relative Häufigkeiten von Fischarten zu erbringen, deren bevorzugter Lebensraum das Freiwasser ist. Diese Methode basiert wieder auf der geschichteten Zufallsprobenahme, wobei der Fangaufwand im Freiwasser ausschließlich von der Seetiefe abhängt. Die Probennahme wird als Tiefenprofil über der tiefsten bzw. den tiefsten Stellen des Sees durchgeführt. Bis zu einer Seefläche von maximal 5 km² wird nur die tiefste Stelle befischt. Bei einer Seefläche zwischen 5 und 10 km² werden die tiefste Stelle und eine zusätzliche Stelle befischt. Seen > 10 km² werden an der tiefsten Stelle und an zwei zusätzlichen Stellen befischt. Die Freiwassernetze haben eine Länge von 28 m und eine Höhe von 6 m und werden ebenfalls über Nacht gesetzt. Die Netze bestehen aus gestaffelten Netzblättern unterschiedlicher Maschenweiten von 5 mm bis 55 mm. Alle in den Netzen gefangen Fische werden sofort nach dem Fang waidgerecht mit einem elektrischen Gerät getötet und auf Eis gelegt. Am Ufer erfolgt dann die Aufarbeitung nach Netzen gerennt: Die Fische werden Netzblatt für Netzblatt entnommen und nach Maschenweiten sortiert in beschrifteten Schüsseln (Maschenweite, Stelle, Netznummer, Netztiefe, Datum, Uhrzeit) zur weiteren Bearbeitung bereitgestellt. In einer Mess- und Bearbeitungsstraße werden die Fische mit individuellen Nummern versehen, die Art determiniert und die Totallänge sowie das Vollgewicht gemessen. Von den Leitfischarten werden Schuppen-, Otolithen- (Gehörsteine) oder Kiemendeckelproben zur späteren Altersbestimmung entnommen. Alle diese Daten werden sofort in ein Datenblatt eingeben und elektronisch gespeichert. Die Einzelheiten der Netzmethoden, wie beispielsweise die Anzahl der einzusetzenden Netze, die Auswahl der Fangplätze, die Fangtiefe, die Fangperioden, die Fangdauer, etc. sind ausführlich in den Normen EN 14962; EN 14757; sowie bei ACHLEITNER et al. (2012) dargestellt.

Dann kann der Ist-Zustand mit dem Leitbild verglichen werden – wenn sich beide weitgehend decken

kann dem See ein sehr guter fischökologischer Zustand bescheinigt werden. Abweichungen sind nach beiden Richtungen möglich: Es können ursprünglich vorkommende Arten verschwunden sein und es können standortfremde Arten dazugekommen sein – Beides führt zu einer Abweichung vom naturnahen Zustand und somit zu einer geringeren Einschätzung des fischökologischen Zustandes. Mit den anderen Organismengruppen verhält es sich gleich, d.h. die Einschätzungen des ökologischen Zustandes erfolgen nach den gleichen Prinzipien.

Hydroakustik

Für die Beurteilung des ökologischen Zustandes von Seen, z.B. anhand der Fischgemeinschaft, werden jedoch nicht nur die An- oder Abwesenheiten der ursprünglichen Arten herangezogen. Wichtig ist auch die Fischdichte bzw. Abundanz und die Biomasse, also wie viele kg Fische pro ha in einem See vorzufinden sind. Daraus können entscheidende fischereiliche Maßnahmen wie Fangquoten und/oder Schonbestimmungen für eine nachhaltige Bewirtschaftung der Bestände abgeleitet werden. Diese Informationen können am effektivsten durch den Einsatz moderner, wissenschaftlicher Echolote erarbeitet werden.

Parallel zur Entwicklung im marinen Bereich hat sich die Echolottechnik auch in den Seen und Stauseen des Binnenlandes zu einer wichtigen Standardmethode entwickelt (SIMMONDS & MACLENNAN 2005, RUDSTAM et al. 2012). Einfache Echolote, sogenannte Einstrahlecholote, können nur zum Zählen von Fischen verwendet werden. Es ist aber aufgrund der technischen Bedingungen unmöglich die Größe der Fische abzuschätzen und damit die Größenverteilung und die Biomasse des Bestandes zu bestimmen. Wissenschaftliche Echolote die das Teilstrahlprinzip (split-beam) anwenden, können die wahre Echostärke (Target strength, TS) einzelner Fischechos **in situ** bestimmen in dem sie die Position des Objektes innerhalb des Schallkegels erkennen. Diese Erkennung erfolgt durch die Auswertung der minimalen Zeitunterschiede mit der ein Echo auf vier unabhängige Empfänger trifft welche im Schallgeber und – empfänger (Transducer) eingebaut sind. Die vier Empfänger „teilen" den kegelförmigen Echolotstrahl in vier Quadranten, woraus sich der Begriff „Teilstrahltechnik" ableitet. Somit ist es möglich über das bloße Zählen von Fischen hinaus auch die Größenstruktur eines Fischbestandes aus der Verteilung der Echostärken abzuleiten. Für diese Ableitung wird ein mathematisches Modell, z.B. eine Eichgerade, benötigt das den Zusammenhang zwischen Echostärke und Fischgröße beschreibt. Dafür werden oft sehr allgemeine Modelle verwendet die aus den Messungen an ganz unterschiedlichen Fischarten entwickelt wurden (LOVE 1971), es finden sich in der Literatur aber immer häufiger speziellere Modelle für bestimmte Fischarten, und auch für die in den Voralpenseen häufigen Reinanken wurde kürzlich eine solche Eichgerade vorgestellt (Wanzenböck et al., eingereicht).

In einem weiteren Schritt werden aus der Größenverteilung der Fische die Biomassen berechnet in dem eine Längen-Gewichtsregression zur Anwendung kommt. Diese setzt sich aus Messungen an einer bestimmten, dominierenden Art zusammen oder aus Messungen an verschiedenen Fischarten in einem Verhältnis wie es der Artenzusammensetzung des Bestandes entspricht.

Während der letzten 15 Jahre wurden in Österreich vorwiegend Geräte der Fa. Simrad (Norwegen), Typen EY500 und EK60 für wissenschaftliche Echolot-Untersuchungen eingesetzt. Beide arbeiten nach dem split-beam Prinzip und waren bei uns auf eine festgelegte Ultraschallfrequenz von 120 kHz eingestellt. Damit lassen sich auch sehr kleine Objekte, wie z.B. Fischlarven von 1 cm Länge, auflösen und die Reichweite ist mit ca. 250 m auch für unsere tiefen Seen noch ausreichend. Die Echolote bestehen im Wesentlichen aus einer Elektronikeinheit (Transceiver), einem Schallgeber und -empfänger (Transducer) der je nach Modell entweder einen elliptischen (4x10°) oder einen runden (7x7°) Schallkegel aussendet, einem Laptop-Computer und einer 12V Stromquelle (Autobatterie). Beim älteren EY500 Modell basierte die Betriebssoftware noch auf einem abgewandelten DOS System, das neuere EK60 Modell verfügte über Windows basierte Software. Das System wurde regelmäßig mit einer Eichkugel aus Kupfer kalibriert. Die Befahrungen der einzelnen Seen erfolgten immer nachts, da sich dann Fischschwärme auflösen und mehr Einzelechos vorzufinden sind. Es wurde ein Zick-Zack Kurs über die Seefläche gelegt oder Paralleltransekte (ca. alle 500 m im rechten Winkel zur Längsachse des Sees, Abb. 12) befahren. Ein direkt an das Echolotsystem angekoppelte, hochgenaues GPS (Trimble Pathfinder Pro XR) diente zur Einhaltung der geplanten Fahrtroute und Fahrgeschwindigkeit von 6-8 km/h. Der Transducer wurde seitlich am Boot in ca. 0,5 m Wassertiefe an einem Gestänge montiert und so ausgerichtet, dass vertikal nach unten geschallt wurde (Abb. 13).

Während der Aufnahme wurden die anfallenden Daten kontinuierlich auf die Festplatte des Betriebscomputers gespeichert und konnten später jederzeit wieder abgespielt und ausgewertet werden.

Für die Auswertung kam spezielle Software zum Einsatz: 1998-2003 wurde mit Simrad EP-500 ausgewertet, danach mit Sonar-5 Pro. Für die Übernahme in die Aus-

Abb. 12: Drei Seen als Beispiele für die Befahrungsrouten (Transekte) während der Echolotuntersuchungen.

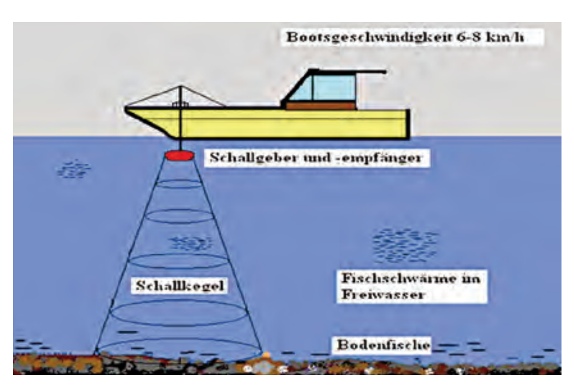


Abb. 13: Skizze zum Funktionsprinzip eines Echolotes.

wertesoftware müssen die Rohdaten in jedem Fall konvertiert werden, wobei grundsätzliche Grenzwerte und Einstellungen für die Einzelechoerkennung festgelegt werden. Danach werden die Daten in der Auswertesoftware geöffnet und als Echogramme dargestellt (Abb. 14). Darauf folgt die sorgfältige Auswahl der Bodenechos und deren Ausschluss von der Fisch-Auswertung. Danach müssen die Grenzwerte für die Unterscheidung von Fischechos gegenüber dem Hintergrundrauschen oder gegenüber Störechos festgesetzt werden. Dies hängt einerseits von den kleinsten Fischgrößen ab welche für die Analyse von Interesse sind, und andererseits vom Niveau der Hintergrundgeräusche. Die weitere Auswertung bezieht sich auf bestimmte Tiefenstufen – wegen der technischen Einschränkungen können bei der Vertikalschallung alle Echos zwischen etwa 2-4 m Entfernung vom Transducer und etwa 0,3 m über den Gewässerboden ausgewertet werden – und auf die einzelnen Transekte bzw. Unterabschnitte der Transekte.

Die Software teilt die Echos nach Echostärken (in Dezibel) auf und nimmt die Unterscheidung in Einzel- und sonstige Echos vor: Um als Einzelecho (Echo von einem einzelnen Fisch) zu gelten muss das Echo den gesetzten Grenzwert (z.B. -55 dB) überschreiten und in einem festgelegten Bereich von Echolängen liegen - z.B. zwischen 0,8 und 1,5 relativer Echolänge in Bezug zum ausgesandten Schallimpuls (=Ping). Alle anderen Echos, sobald sie den Grenzwert überschreiten, werden als sonstige Echos behandelt und so verrechnet als würden sie von Fischschwärmen bzw. Fischgruppen stammen. Aus Wassertiefe und Schallkegelgeometrie des Schwingers kann das beschallte Volumen und Fläche berechnet werden und die gefundenen Einzelechos wer-

den dann pro Volumen oder Fläche ausgegeben: im alten EP500 als volume density (trace) bzw. area density (trace) bezeichnet, im neueren Sonar5-Pro als volume density SED bzw. area density SED (wobei SED für „single echo detection“ steht). Die Gesamtdichte pro Volumen oder Fläche wird dann berechnet indem angenommen wird, dass die sonstigen Echos (aus Fischschwärmen) bzw. die Gesamtechoenergie aus diesen Echos aus der gleichen Stärkeverteilung zusammengesetzt ist so wie die bei den Einzelechos gefundene Verteilung. So wird die Zahl der Fische berechnet aus der die Gruppen und Schwärme der Fische am wahrscheinlichsten bestehen. Die Zahlen werden zu den Einzelechos dazu gezählt und das Ergebnis als Volume (area) density (total) ausgegeben. Diese Dichten konnten in der EP500-Software für jede Echostärkenklasse ausgegeben und in ein Tabellenkalkulationsprogramm übertragen werden. Dort erfolgte dann die Umrechnung von Echostärke in Fischlänge und die weitere Umwandlung von Fischlänge auf Fischgewicht. Diese Werte konnten dann über alle Größenklassen aufsummiert werden und als Endergebnis als Anzahl Fische pro ha oder Biomasse (kg) pro ha für jeden Transekt dargestellt werden. Im Sonar-5 können die Umrechnungsschritte von Echostärke auf Fischlänge und dann auf Fischgewicht nach Spezifizierung der Gleichungen direkt erfolgen und ein Endergebnis (Dichte bzw. Biomasse) direkt ausgegeben werden.

Die Ergebnisse zeigen recht unterschiedliche Abschätzungen der Biomassen wenn Tag- oder Nachtaufnahmen zugrunde liegen (Abb. 15) – dies bestätigt den schon oben erwähnten Vorteil von Nachtaufnahmen. Die Auswertungen durch unterschiedliche Bearbeiterteams, soweit sie genug Erfahrung besitzen, auch wenn sie unterschiedliche Geräte anderer Hersteller verwenden, sind gut wiederhohlbar (WANZENBÖCK et al. 2003). Die Abundanz- bzw. Biomasseschätzungen für die einzelnen Seen variieren auch über unterschiedliche Jahreszeiten, vor allem werden im Sommer oft sehr niedrige Werte gefunden, wenn viele Fische die wärmeren Oberflächenschichten aufsuchen und vom Echolot schwer erfasst werden können. Die Konsequenz war, dass weitere Routineuntersuchungen vor allem auf den

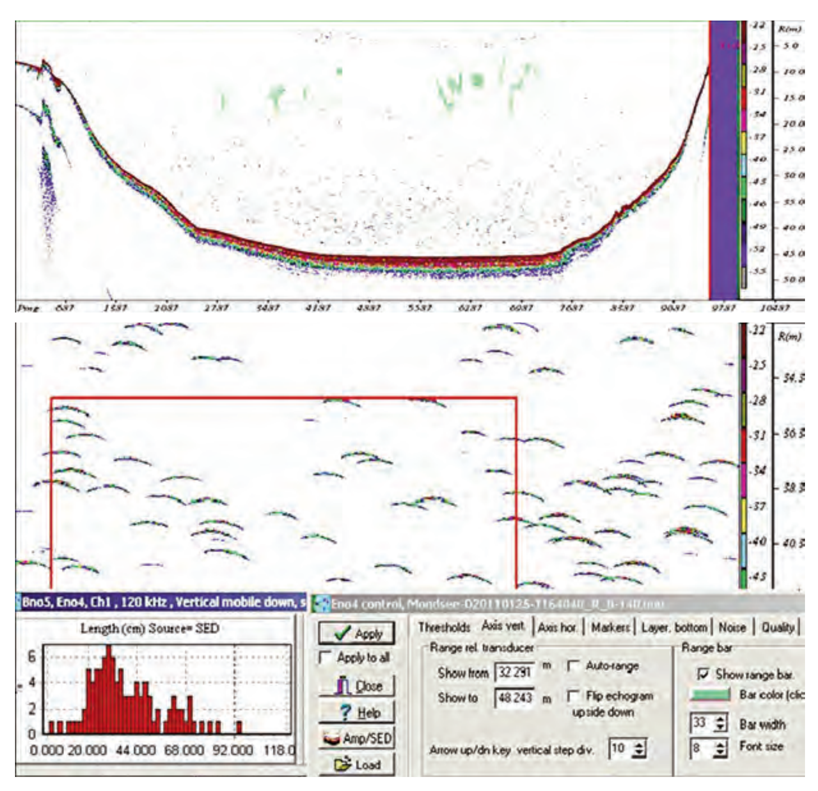


Abb. 14: Echogramm eines Transektes am Mondsee (**14a**, oben) und Ausschnittvergrößerung (**14b**, unten). Ganz rechts wird die Wassertiefe (R(m)) angezeigt. Das dunkelrote Band im oberen Übersichtsbild entsprich dem Seeboden, die kleinen Punkte stellen Fischechos dar. In der Ausschnittvergrößerung sieht man die Fischechos als bogenförmige Spuren. Die Echostärken (Dezibel, Negativwerte) sind farbcodiert und beziehen sich auf die Farbskala rechts. Ganz unten links wird die Größenstruktur der Fische dargestellt, welche aus den Echostärken berechnet wurde und sich auf die Fischechos im rot umrandeten Abschnitt der Vergrößerung beziehen.

Spätherbst und Winter verlegt wurden, wenn die meisten Fische tiefere Wasserschichten aufsuchen. Überwiegend wurden an den österreichischen Seen Fischbestandsdichten zwischen ca. 20 und 220 kg/ha gefunden (Abb. 16). Dies ist für nährstoffarme bis mesotrophe Voralpenseen zu erwarten und somit stimmen diese Werte auch weitgehend mit den Leitbildern überein. Es können daraus auch nachhaltige Ausfangmengen von 2 bis 40 kg/ha/Jahr abgeleitet werden. Ein Nachteil der Echolottechnik besteht darin, dass keine unmittelbaren Informationen über die Artzusammensetzung des Fisch-

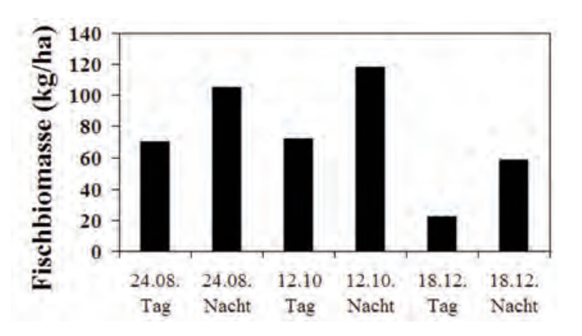


Abb. 15: Vergleich der Biomasseschätzungen zwischen Tag- und Nachtaufnahmen am Zeller See.

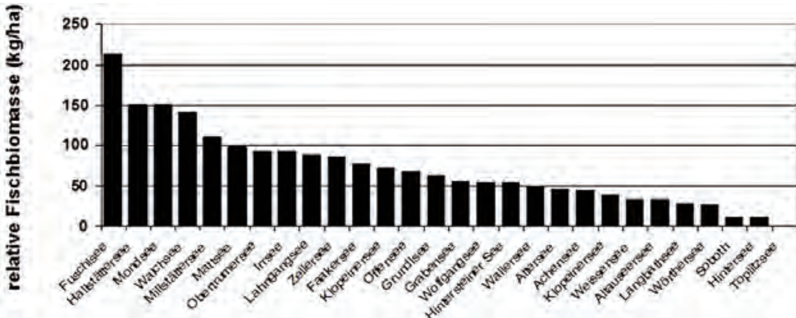


Abb. 16: Hydroakustisch erhobene Fisch-Biomassewerte einiger österreichischer Seen.

bestandes gewonnen werden können. Somit muss diese Information aus begleitenden Fängen kommen bzw. müssen die hydroakustischen Ergebnisse mit den Ergebnissen aus Fängen mit unterschiedlichen Methoden kombiniert werden. Neuere Entwicklungen bei den wissenschaftlichen Echoloten, etwa die derzeitige Einführung von Multifrequenzgeräten (EK80), lassen auf noch tiefer gehende Analysen, inklusive Fortschritte in der Arterkennung, hoffen.

Zusammenfassung

Dieser Beitrag bietet einen kurzen Überblick über die Entwicklung der österreichischen Seen, besonders der Voralpenseen, im Hinblick auf Nährstoffbelastung und Ökosystemdienstleistungen für den Tourismus und die Fischerei. Er zeigt wie sich die Seenüberwachung durch Messungen von Wasserqualitätsparametern von laborbasierten, chemisch-physikalischen Analysen immer weiter zu Sondenmessungen entwickelt hat. Durch die Umsetzung der Europäischen Wasserrahmenrichtlinie hat sich der Zugang zur Beurteilung des ökologischen Zustandes von der chemisch-physikalischen Wasserqualität zu einem integrativen Ansatz, der den Zustand mehrerer Organismengruppen berücksichtigt, gewandelt. Dieser neue Ansatz wird am Beispiel der Fische verdeutlicht, indem die Rekonstruktion naturnaher Artengemeinschaften (Leitbilder) und die Entwicklung einer Seentypologie anhand der Fischgemeinschaften beschrieben werden. Die derzeit für das Fisch-Monitoring verwendeten Methoden werden erläutert, mit besonderer Berücksichtigung der wissenschaftlichen Hydroakustik (Echolotmethode) und wie diese während der letzten drei Jahrzehnte in Österreich eingesetzt wurde. Die grundlegenden Ansätze der wissenschaftlichen Echolotmethode werde vorgestellt welche die Quantifizierung der Fischbestände im Freiwasser und ihrer Größenstruktur ermöglichen. Damit werden fundamentale Datengrundlagen geschaffen die nicht nur der Beurteilung des ökologischen Zustandes von Seen dienen, sondern auch die Basis für die wissenschaftlich fundierte, fischereiliche Bewirtschaftung darstellen.

Literatur

ACHLEITNER D., GASSNER H. & M. LUGER (2012): Comparison of three standardized fish sampling methods in 14 alpine lakes in Austria. — Fisheries Management and Ecology **19**: 352-361.

BAUCH G. (1963): Die Einheimischen Süsswasserfische. — Verlag J. Neumann-Neudamm, Melsungen. pp. 200.

DOKULIL M., HAMM A. & J.G. KOHL (Hrsg.) (2001): Ökologie und Schutz von Seen. — Facultas UTB Wien, pp. 499.

EN 14962: Water quality – The Guidance on the Scope and Selection of Fish Sampling Methods. — Brussels: European Committee for Standardization, 15 pp.

EN 14757) Water quality – Sampling of Fish with Multimesh Gill nets. — Brussels: European Committee for Standardization, 27 pp.

EN 14011) Water quality – Sampling of Fish with electricity. — Brussels: European Committee for Standardization, 18 pp.

GASSNER H., WANZENBÖCK J., ZICK D., TISCHLER G. & B. PAMMINGER-LAHNSTEINER (2005): Development of a fish based lake typology for natural Austrian Lakes > 50 ha based on the reconstructed historical fish communities. — International Review of Hydrobiology **90**: 422-432.

LOVE R.H. (1971): Dorsal-Aspect Target Strength of an Individual Fish. — Journal of the Acoustical Society of America **49**: 816-823.

RUDSTAM L.G., JECH J.M., PARKER-STETTER S.L., HORNE J.K., SULLIVAN P.J. & D.M. MASON (2012): Fisheries Acoustics. — In: ZALE A.V., PARRISH D.L. & T.M. SUTTON (eds), Fisheries Techniques. Third Edition. Bethesda, Maryland, USA: American Fisheries Society, pp. 597-636.

SIMMONDS J. & D. MACLENNAN (2005): Fisheries Acoustics Theory & Practice. — Fish & Aquatic Resources Series 10. 2nd. Ed. London: Blackwell Publication.

WANZENBÖCK J., MEHNER T., SCHULZ M., GASSNER H. & I.J. WINFIELD (2003): Quality assurance of hydroacoustic surveys: the repeatability of fish-abundance and biomass estimates in lakes within and between hydroacoustic systems. — ICES Journal of Marine Science **60**: 486-492.

WANZENBÖCK J., KUBECKA J., SAJDLOVA Z. & J. FROUZOVA (eingereicht): A non-linear relationship of hydroacustic target strength vs. fish size exemplified for European whitefish (*Coregonus lavaretus* L.). — Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences.

ZICK D., GASSNER H., WANZENBÖCK J., LAHNSTEINER B., TISCHLER G. & R. PATZNER (2004): Die Veränderungen der Fischartengemeinschaften in den großen österreichischen Seen während der letzten 150 Jahre. — Österreichs Fischerei **57**: 20-27.

ZICK D., GASSNER H., FILZMOSER P., WANZENBÖCK J., PAMMINGER-LAHNSTEINER B. & G. TISCHLER (2006): Changes in the fish species composition of all Austrian lakes >50 ha during the last 150 years. — Fisheries Management and Ecology **13**: 103-111.

Anschriften der Verfasser:

Josef WANZENBÖCK[1]
Hubert GASSNER[2]
Sabine WANZENBÖCK[1]
[1]Forschungsinstitut für Limnologie Mondsee,
Universität Innsbruck
Mondseestraße 9
A-5310 Mondsee, Austria
E-Mail: josef.wanzenboeck@uibk.ac.at;
sabine.wanzenboeck@uibk.ac.at
[2]Institut für Gewässerökologie, Fischereibiologie und Seenkunde
Bundesamt für Wasserwirtschaft, Scharfling 18
A-5310 Mondsee, Austria
E-Mail: hubert.gassner@baw.at